

糸状性細菌と硫酸塩還元細菌の増殖因子

宮 里 直 樹* 池 本 良 子**

(2007年11月30日受理)

1. はじめに

活性汚泥の沈降性を良好に保つことは、処理水へのSSの流出を抑制のみならず、処理槽内のMLSS濃度を適切に維持し、高い有機物除去率を保つためにはきわめて重要である。しかし、多くの下水処理場において、しばしば、糸状性細菌の増殖によるバルキングが発生し、処理水質の悪化を招いているのが現状である。沈降性を良好に保つためには、糸状性細菌の増殖を抑制する必要があるが、糸状性細菌には様々な種類があることから、出現する糸状性細菌毎にその特性を明らかにし、増殖因子を取り除いていくことが重要である。

池本ら¹⁻⁵⁾は、実下水処理場の調査および人工下水を用いた室内処理実験を行い、処理槽の硫酸塩濃度および微生物活性を測定することにより、硫酸塩還元活性の増殖が糸状性硫黄酸化細菌 type 021N の増殖によるバルキングの一因であると推定している。さらに、実下水処理場の調査により、ある種の硫酸塩還元細菌の増殖が type 021N に分類されて糸状性硫黄酸化細菌 *Thiothrix Eikelboomii* の増殖と連動していることを明らかにした⁶⁾。

そこで本研究では、糸状性硫黄酸化細菌と硫酸塩還元細菌の増殖によるバルキングの発生の影響因子について、様々な運転条件での室内実験を行い検討することを目的として研究を行った。検討した因子は、種汚泥の性状やバルキング汚泥の職種、流入下水の硫酸塩濃度、処理槽内のDO濃度、嫌気ストレスおよび有機物負荷量であり、これらの条件を様々に設定して実験装置の連続運転を行った。さらに、嫌気ストレス前後での糸状性硫黄酸化細菌と硫酸塩還元細菌の増大をFISH法を用いて確認した。

2. 実験方法

2. 1 実験装置

本研究で用いた標準活性汚泥連続室内実験装置の概要をFig 1に示す。実験装置は室内温度を20℃に保った恒温室内に設置し、連続運転を行った。好気反応槽 (Oxic tank 1, 2) は容積6ℓの亚克力樹脂製の成形物を用い、中央に仕切りを設け、3ℓずつの2槽とし、エアポンプにより曝気した。沈殿槽は容積3.85ℓ、下部が四画錘、上部が直方体の亚克力樹脂成形物を用いた。また、汚泥が沈殿槽の底部に溜まるのを防ぐため、攪拌機をもち

いて攪拌した。Table 1に示す組成の人工排水を用いて、Run 1～9の運転を行なった。K市の都市下水処理場より採取した活性汚泥を種汚泥として投入し用いた。人工排水の流入速度は21ℓ/dayとし、汚泥日令の設定に合わせ、好気槽における1日1回の汚泥の引き抜き量を設定した。引き抜き直後、汚泥の引き抜き量と同量の水道水を補充した。

装置は運転条件ごとにRun 1～Run 11とした。Run 1、2では沈降性の大きく異なる種汚泥を用いて運転を開始し、種汚泥の影響を検討した。Run 6では運転開始から43日後に硫酸塩還元細菌と糸状性細菌の両者が増殖した汚泥を添加し、48日後には硫酸塩還元細菌が多く増殖した汚泥を植種した。Run 3、4および5では空気曝気量をそれぞれ18、4.5、3ℓ/minに設定し、DO濃度の影響について検討した。Run 7では、運転開始から19日後に空気曝気量を3ℓ/minから2ℓ/minに減らし、さらに43日目に1日、51日目に2日間止めたときの影響を検討した。Run 9では、Run 7に比べて硫酸塩濃度の高い状態で運転を行い、運転開始から23日目に空気曝気量を4ℓ/minから3ℓ/minに減少させる嫌気ストレスによる活性汚泥の影響について検討した。Run 8では硫酸塩濃度の変化における活性汚泥の影響について検討した。

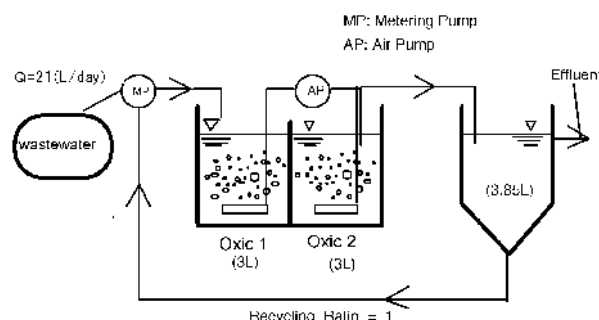


Fig 1 標準活性汚泥連続処理装置の概要

Table 1 室内連続処理装置に用いた人工排水の組成

	Run1-9 (mg/l)	Run10,11 (mg/l)
CH ₃ COOK	66.7	100
Polypeptone	133.3	200
Yeast Extract	13.3	20
NaHCO ₃	23.7	71
KCl	58.0	-
MgSO ₄ 7H ₂ O	52.5	157
CaCl ₂	17.3	44
KH ₂ PO ₄	30.7	39

*環境都市工学科

**金沢大学大学院 自然科学研究科

また、Run 10 および 11 では、Run 1 と 2 の実験と同様に、種汚泥の沈降性が異なるものを用い、さらに人工排水の濃度を 2 倍し、活性汚泥における種汚泥による影響と負荷による影響について検討した。

2. 2 活性汚泥試験

処理槽からの引き抜き汚泥を用いて活性汚泥浮遊物質量 (MLSS) および汚泥容量指標である希釈 SVI (SVIC)⁷⁾ をほぼ 1 週間に 1 回測定し、随時、位相差顕微鏡による活性汚泥の観察を行った。さらに糸状性細菌の現存量を示す指標である糸状体長⁸⁾ および、m-ISA 培地⁹⁾ を用いた MPN 法による硫酸塩還元細菌数を適宜測定した。

2. 3 活性試験

硫酸塩還元活性を求めるため嫌気条件の活性試験では、反応槽より採取した活性汚泥を遠心分離後、最終 MLSS で 1,000 mg/ℓ となるように調整し、容積 100 ml のふらん瓶に投入し、あらかじめ窒素パージした Table 2 に示す組成の基質を満たして気泡が入らないように密栓した。同様なふらん瓶を複数個作製し、20℃ の条件下でマグネチックスターにより攪拌した後、24 時間および 48 時間後に 1 本ずつ開栓して混合液を遠心分離し、0.2 μm のメンブレンフィルターを用いてろ過後、ろ液について分析に供した。分析の結果得られた硫酸塩の濃度変化から、減少速度を 0 次反応として求め、硫酸塩還元活性とした。

Table 2 活性試験に用いた基質

	硫酸塩還元 活性試験 (mg/ℓ)	硫酸塩還元 活性試験 (mg/ℓ)
Polypeptone	0	200
CH ₃ COOK	0	100
Yeast extract	0	20
NaHCO ₃	71	71
MgSO ₄ ·7H ₂ O	0	157
KH ₂ PO ₄	44	44
CaCl ₂ ·2H ₂ O	39	39
Na ₂ S·9H ₂ O	122	0

Table 3 FISH 法に使用したプローブの概要

プローブ	標的菌種	プローブのシーケンス(5'→3')	ホルムアミド濃度(%)
SRB385	SRB	CGGCGTGGGTCGATCAGG	30
Q1B	<i>Thiobacillus desulfurans</i>	TCTGTTCGATTCCCTCC	30
G9M	<i>Thiobacillus thiooxidans</i>	GCACGACGACGACGCTTAG	35
G3M	<i>Thiobacillus ferrooxidans</i>	CTCAGGATTCCTGCGAT	30
G123T	<i>Thiobacillus</i> sp. group, <i>Thiobacillus denitrificans</i> , <i>Thiobacillus albidus</i> and <i>Thiobacillus flexilis</i>	CGTTCGACCTGATGCA	40

⁷⁾ δ-proteobacteria に属する硫酸塩還元細菌とグラム陽性細菌の一部

⁸⁾ ハイブリダイゼーションバッファのホルムアミド濃度

好気条件での活性試験では、容量 300 ml の三角フラスコを用いた。採取した活性汚泥を遠心分離し、Table 2 に示す無機組成の基質を添加して、最終 MLSS で 2,000 mg/ℓ となるように調整し三角フラスコに投入し、20℃ の条件下でエアープンプにより曝気を開始した。0 (曝気開始直後)、1、3、6 時間後に三角フラスコから

20 ml ずつ混合液を採取し、0.2 μm のメンブレンフィルターでろ過した後、ろ液について硫酸塩 (イオンクロマトグラフ) の分析を行った。3 時間までの硫酸塩の増加速度を 0 次反応と仮定して求め、硫酸塩還元活性とした。

2. 4 FISH 法を適用した群集解析

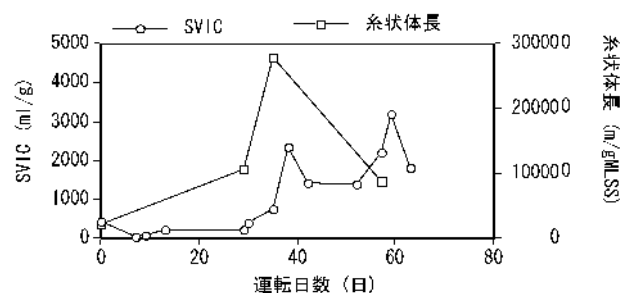
実験装置 Run 9 より採取した活性汚泥を、4 % パラホルムアルデヒド液を用いて固定化した後、Amann ら¹⁰⁾ の手順に従い FISH 法により糸状性硫酸塩還元細菌と硫酸塩還元細菌をハイブリダイズした後、蛍光顕微鏡を用いて群集解析を行った。FISH 法に用いた蛍光オリゴヌクレオチドプローブと標的微生物を Table 3 に示す。用いたプローブは、硫酸塩還元細菌を特異的に検出できる SRB385 プローブ¹¹⁾ と、金川^{12), 13)} が設計した type 021N プローブ 4 種類である。

3. 実験結果と考察

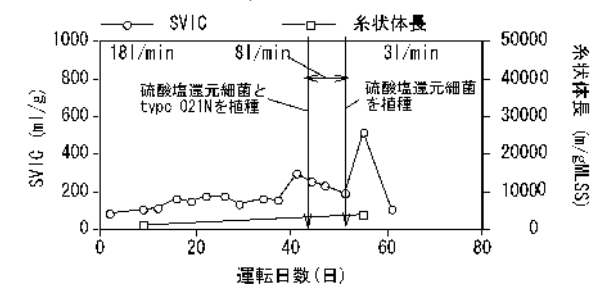
3. 1 沈降性の経日変化

(1) 植種汚泥の性状

Run 1、2 および 6 では汚泥の植種による、処理装置内の活性汚泥の影響を調べた。Fig 2 に Run 2 および 6 の SVIC と糸状体長の経日変化を示す。Run 1 において、植種した活性汚泥に糸状性細菌はほとんど確認できず、沈降性は良好なものであった。この汚泥の植種直後には、装置内に糸状性細菌の増殖は認められなかった。植種後 30 日経ってから糸状性細菌が増殖し始め、SVIC = 400 ml/g となり、沈降性が悪化した。硫酸塩還元活性は、0.21 mg SO₄/gMLSS・h と高い値を持っており、硫酸塩還元細菌が活性汚泥ブロック中に存在していて、活動し



(a) Run 2



(b) Run 6

Fig 2 SVIC および糸状体長の経日変化 (処理装置へ汚泥を植種)

ていることがわかる。しかしながら、Run 2 において植種した活性汚泥には、位相差顕微鏡観察より細菌の先端で枝分かれが無く、鞘をもっておらず、運動性が無いといった特徴をもつ、糸状性細菌 type 021N が多く含まれていることが確認された。植種後、すぐに装置の活性汚泥の沈降性が悪化した。

Run 6 において SVIC の値は、37日目まで SVIC = 200 ml/g 以下と沈降性は良好であったが、41日目に SVIC = 300 ml/g になり、沈降性が少し悪化してきたことを確認した。位相差顕微鏡観察により、このとき出現した糸状性細菌は、分岐していることが確認できたので、*Sphaerotilus natans* ということがわかった。その後43日目に空気曝気量を18 l/min から 8 l/min にするとともに、糸状性細菌 type 021N (MLSS = 360 mg/l, 300 ml) と硫酸塩還元細菌 (MLSS = 3240 mg/l, 300 l) の増殖した活性汚泥をそれぞれ処理装置に投入した。しかし、その後の位相差顕微鏡観察では糸状性細菌 type 021N の増殖は確認できず、活性汚泥の沈降性に変化はなかった。そのため48日目にもう1度、硫酸塩還元細菌が多い活性汚泥を加えたが、糸状性細菌 type 021N の増殖は確認できなかった。

(2) DO および嫌気ストレス

Run 3、4 および 5 において、好気槽の空気曝気量をそれぞれ18、4.5および 3 l/min に調製して実験を行なった。Fig 3 に Run 4 および 5 の SVIC と糸状体長の経日変化を示す。Run 3 において、活性汚泥の沈降性は運転開始から約2ヶ月間 SVIC = 200 ml/g 前後で、多少の変動があるものの MLSS が約 1,000 mg/l に保たれ、順調な運転が行われていた。しかしながら、Run 4 においては、空気曝気量を Run 3 の1/4に減らし、DO 濃度を低くした状態で運転したところ、沈降性の悪化と糸状体長の増大が認められ、運転開始後13日目から沈降性が悪くなり、糸状性バルキングが発生した。最大で SVIC が 4,800 ml/g、糸状体長も約250,000 m/gMLSS となり、出現した糸状性細菌は type 021N であった。Run 5 においても、運転開始より SVIC = 200 ml/g 前後で沈降性は良かったが、運転開始30日を過ぎた頃から沈降性が悪化し、47日目には SVIC = 1,260 ml/g の極度のバルキング状態になった。位相差顕微鏡観察において糸状性細菌 type 021N と見られる細菌の増加が確認され、糸状体長は 51,000 m/gMLSS と非常に高い値を示した。通常、実験装置内の DO 濃度は 3-4 l/min の曝気空気量により、好気槽 1 で 1 mg/l に維持される。

Run 7 および 9 では、空気曝気の削減・停止といった嫌気ストレスを装置に与え運転した。Fig 4 にそれぞれの SVIC と糸状体長の経日変化を示す。Run 7 では、運転開始から SVIC = 200 ml/g 前後で良好に運転されていた。19日目に曝気空気量を 2 l/min に減らしたが、

type 021N の増加は起こらなかった。運転開始後43日目に空気曝気を1日止めるといった嫌気ストレスを活性汚泥に与え、その影響を調べた。しかし SVIC に多少の変化は見られたものの、type 021N の発生は確認できなかった。そのため、51日目には2日間空気曝気を停止したところ、SVIC の値が徐々に増加し沈降性が悪化した。このとき、糸状性細菌 type 021N の発生を確認すること

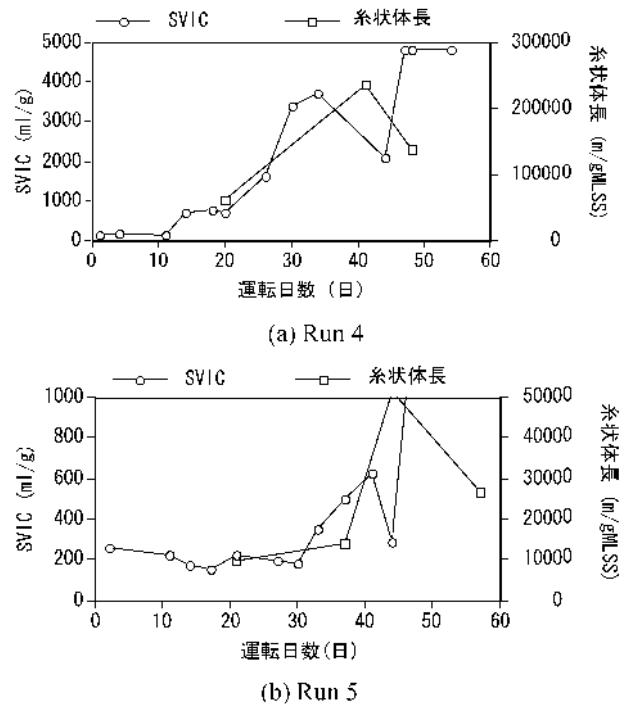


Fig 3 SVIC および糸状体長の経日変化 (曝気空気量の変更)

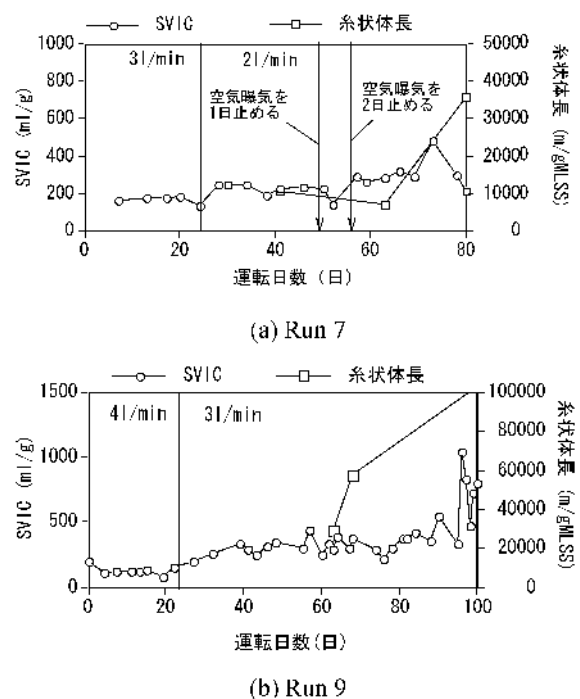


Fig 4 SVIC および糸状体長の経日変化 [曝気空気量の変更 (嫌気ストレス)]

ができた。また Run 9 においては、運転開始から23日目に曝気空気量を 4 l/min から 3 l/min へ減少させる嫌気ストレスを与え、その影響を調べた。その結果、また SVIC が徐々に増加し、沈降性が悪化した。位相差顕微鏡観察により、処理槽内の活性汚泥で糸状性細菌 type 021N が増加していることが確認できた。Run 7 および 9 の運転において、どちらも嫌気ストレス後に糸状性バルキングが発生した。

(3) 流入水の硫酸塩濃度

Run 8 では、人工排水中の硫酸塩濃度を2倍にして処理装置を運転した。装置の運転開始より SVIC は 120 ml/g 前後に保たれていたが、26日目に人工排水の硫酸塩濃度を 33 mg/l から 66 mg/l へ増加させたところ、徐々に沈降性が悪化し、糸状性細菌が増殖したバルキング状態になった。バルキングが発生しやすい条件として、流入下水の急変（ショックロード）が原因の一つとなることが知られているが、この結果はそれを示唆している。このことから高い硫酸塩濃度は、糸状性バルキングの発生要因の1つであることが推定される。しかしながら、硫酸塩濃度の低い条件でも糸状性バルキングは発生している。

(4) 有機物負荷

Run 10 および 11 においては、人工排水の有機物濃度を Run 1-9 で用いたものより濃く設定し、有機物負荷を上げた状態で装置を運転した。Fig 5 に、それぞれの SVIC と糸状体長の経日変化を示す。Run 10 に植種した汚泥には、糸状性細菌 type 021N が多く含まれているものを用いた。運転開始から7日目までは $\text{SVIC} = 150 \text{ ml/g}$ 前後に保たれ、沈降性の良い運転が行われていた。しかし、運転開始から20日目に、 $\text{SVIC} = 350 \text{ ml/g}$ まで増加し沈降性が悪化した。このとき、糸状体長は約 $1,300 \text{ m/gMLSS}$ となっており、糸状性細菌が増加していることが確認できた。沈殿槽から曝気槽への返送の障害となっておりと考えられる微生物の塊を曝気槽内から取り除いたところ、一時的に SVIC が減少し沈降性は改善された。しかし、運転開始から52日目から再び沈降性が悪化し、65日目からは $\text{SVIC} = 2,000 \text{ ml/g}$ を超えるバルキング状態が続いた。Run 11 で用いた植種した種汚泥に糸状性細菌はほとんど確認できず、沈降性の良いものを用いて運転を行った。運転開始から14日目以降、徐々に SVIC が増加し、沈降性が悪くなった。38日目には $\text{SVIC} = 450 \text{ ml/g}$ まで増加し沈降性が悪化し、 $\text{SVIC} = 2,000 \text{ ml/g}$ を超えるバルキング状態になった。

3. 2 硫酸塩還元活性と硫酸化活性

Run 4、5、7、8、9 および 11 で馴養された活性汚泥には硫酸塩還元細菌が多く含まれ、硫酸塩還元活性も

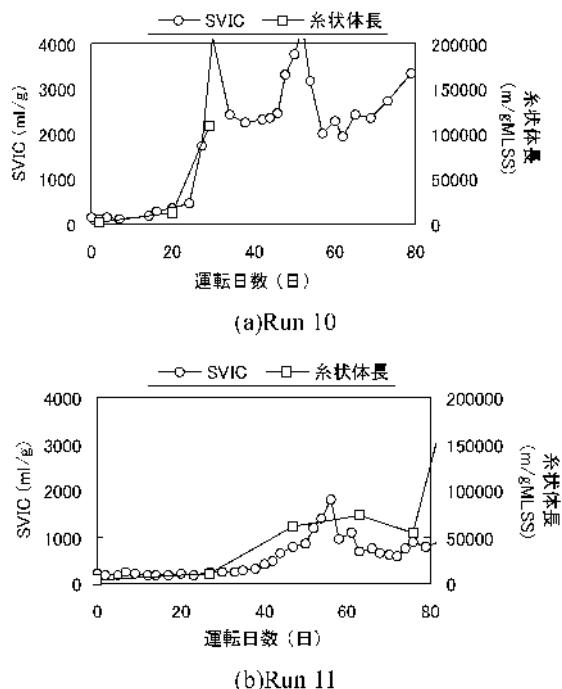


Fig 5 SVICおよび糸状体長の経日変化
〔有機物濃度による影響〕

高いことがわかった。また硫酸化活性も高いことがわかった。しかしながら、Run 3 および 6 においては、双方の活性汚泥とも硫酸塩還元細菌が少なく、硫酸塩還元活性も低かった。また硫酸化活性も低かった。これらの結果から、硫酸塩還元細菌と糸状性細菌 type 021N を含む硫酸化細菌は活性汚泥中で共存していると考えられる。

3. 3 微生物の群集変化

Run 9 において、糸状性バルキングが発生したとき、糸状性硫酸化細菌 type 021N の存在量の指標となる糸状体長が $8,200 \text{ m/gMLSS}$ から $52,700 \text{ m/gMLSS}$ へと増殖し、SVI は 201 ml/g から $1,043 \text{ ml/g}$ へと増加していた。硫酸塩還元活性は $0.1 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{gMLSS}\cdot\text{hr}$ から $0.51 \text{ mg SO}_4^{2-}/\text{gMLSS}\cdot\text{hr}$ へ増大した。糸状性バルキング発生時の活性汚泥の位相差顕微鏡画像から、糸状性硫酸化細菌 type 021N が、非常に多く活性汚泥ブロック中に存在していることがわかった。

FISH 法の適用した蛍光顕微鏡による観察結果から、G2Mプローブでハイブリダイズされた糸状性細菌について、蛍光顕微鏡観察により撮影したものを Fig 6 に示す。ほとんどの糸状性細菌から特異的な蛍光が検出された。また G123T プローブによるハイブリダイズからも特異的な蛍光が検出された。しかし、G1B および G3M プローブでは特異的な蛍光は検出されなかった。これらの結果は、本実験でのバルキング発生時に増殖していた糸状性細菌の多くは *Thiothrix eikelboomii* であることを示すものである。SRB385プローブによりハイブリダ

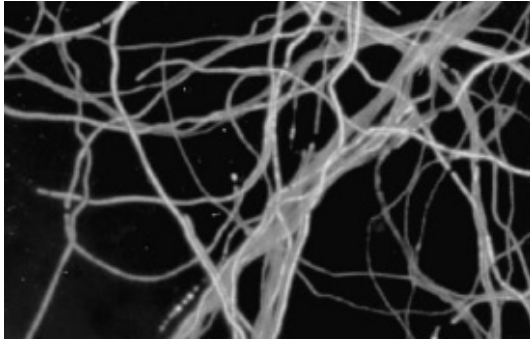


Fig 6 Run 9 で馴養された活性汚泥中に存在する *Thiothrix eikelboomii*

イズされた活性汚泥フロックに、非常に多くの特異的な蛍光が検出され、硫酸塩還元細菌が多く存在していることがわかった。初期活性汚泥フロックにも特異的な蛍光が観察され、硫酸塩還元細菌が存在していた。しかしながら、特異的な蛍光の面積は、明らかに糸状性バルキング発生時の蛍光面積に比べ小さいものだった。

3. 4 バルキングの発生条件

Run 1～11の実験結果を Table 4 に示す。

Run 1 および 2 では、糸状性バルキングがそれぞれ発生したが、植種された汚泥の状態の違いから、Run 1 では運転開始より30日後、Run 2 では15日後と糸状性細菌の増殖によるバルキング発生の時期に違いが現れた。また Run 6 では、運転の途中で硫酸塩還元細菌と糸状性細菌 type 021N を投入したが、糸状性細菌の増殖は認められず、バルキングは発生しなかった。この結果から、種汚泥に存在する糸状性細菌の影響はバルキングの発生時期に影響し、運転途中での植種にはバルキング発生には影響しないことが考えられる。

Run 3、4 および 5 では、空気曝気量を制限して運転を行ったところ、空気曝気量を4.5、3 l/min と低く設定した Run 4 および 5 で、硫酸塩還元細菌の増加が認められ、糸状性細菌の増殖による糸状性バルキングが発生した。また、硫酸塩還元活性および硫黄酸化活性は高い値であった。このことから、処理槽の低 DO 濃度の状態はバルキングの発生に影響していると考えられる。

Run 8 では、人工排水の硫酸塩濃度を 33 mg/l から 66 mg/l へ2倍に濃くして運転したところ、バルキングが発生した。硫酸塩還元細菌の増加と糸状性細菌の増殖が認められ、硫酸塩還元活性も高かった。この結果より、排水中の硫酸塩濃度はバルキングの発生に影響を及ぼすことが考えられる。

Run 7 では、空気曝気の削減・停止といった嫌気ストレスを装置に与え運転した。Run 9 では硫酸塩濃度の高い人工排水で運転し、空気曝気量を削減する嫌気ストレスを与えた。どちらの Run においても糸状性細菌の増殖により沈降性が悪化し、糸状性バルキングが発生した

ことから、種汚泥として用いた活性汚泥に存在していた硫酸塩還元細菌が、硫酸塩の濃度に関係なく嫌気ストレスによって硫酸塩還元を行い、硫黄の酸化還元のサイクルが働き始め、バルキング状態に至ったと考えられる。

Run 10 および11では、含まれる糸状性細菌の量が異なる種汚泥を用いて、有機物濃度の濃い人工排水を用いて装置を運転した。両装置で、Run 1 と 2 で行った実験同様、発生時期に違いが認められるものの、それぞれ硫酸塩還元細菌の増加と糸状性細菌の増殖が認められ、糸状性バルキングになった。また硫酸塩還元活性、硫黄酸化活性も高かった。硫酸塩濃度が高く、有機物の濃い高負荷の条件が微生物に影響しバルキングが発生したものと考えられる。

Table 4 標準活性汚泥連続室内実験装置を用いた実験結果

	Run 1	Run 2	Run 3	Run 4	Run 5	Run 6	Run 7	Run 8	Run 9	Run 10	Run 11
投菌された汚泥											
SS (mg/L)	957	2205	286	4800	641	190	220	430	1245	4700	765
系状性細菌 (mg/L)	11000	36000	3080	13810	22310	3200	36500	72000	11520	109120	60620
バルキング発生率 (%)	30	15	×	13	30	×	30	68	32	15	30
硫酸塩還元相菌数 (MPN/g MLSS)	2.0×10 ²	9.3×10 ²	2.3×10 ³	1.3×10 ³	5.8×10 ²	-	-	2.1×10 ²	10.9×10 ²	4.0×10 ²	3.0×10 ²
硫酸塩還元率 (mg SO ₄ /g MLSS-hr)	0.21	0.41	0.15	0.70	0.42	0.12	0.35	0.51	0.40	-	0.47
硫酸還元活性 (mg SO ₄ /g MLSS-hr)	2.3	-	2.4	5.5	4.3	2.2	8.4	-	5.0	-	4.9

4. 結言

ペプトンと酢酸が主な成分である人工排水を用いて、室温20℃で標準活性汚泥連続室内実験処理装置を、Run 1、2 および 6 では汚泥の植種による活性汚泥への影響、Run 8 では硫酸塩濃度の変化における活性汚泥の影響、Run 3、4 および 5 では空気曝気量の変化による DO 濃度の影響、Run 7 および 9 では、運転途中で空気曝気量を変化させ、嫌気ストレスによる活性汚泥の影響、Run 10 および11では、植種汚泥と有機物負荷による活性汚泥への影響について検討した。その結果、以下のことがわかった。

- 1) 実験装置の処理槽へ糸状性細菌および硫酸塩還元細菌を植種したが、糸状性細菌の増殖によるバルキングは発生しなかった。糸状性細菌および硫酸塩還元細菌の植種は、糸状性バルキングの発生に影響しないと考えられた。
- 2) 人工排水の硫酸塩濃度を実験装置の運転途中で 33mg/l から66mg/l へ増加させたところ、糸状性細菌が増殖したバルキング状態になった。好気槽流入水中に含まれる高濃度の硫酸塩は、糸状性バルキングの発生要因の1つであると示唆された。
- 3) 実験装置の処理槽で空気曝気量を18、4.5、および 3 l/min として運転したところ、空気曝気量 (DO 濃度) の少なかった装置で糸状性バルキングが発生した。また、運転の途中で空気曝気を止める、その量を減らすといった嫌気ストレスを活性汚泥に与えたところ、糸状性バルキングが発生した。空気量

(DO 濃度) の減少という嫌気ストレスは糸状性バルキングの発生に関して、非常に重要であった。

- 4) 糸状性細菌の量が異なる活性汚泥を種汚泥として用い、有機物濃度の濃い人工排水を用いて装置を運転したところ、両装置で、発生時期に違いが認められるものの、それぞれ糸状性バルキングが発生した。有機物の高負荷の条件は、糸状性バルキングの発生に影響すると考えられた。
- 5) 空気曝気量を減らす嫌気ストレスを与えた後に発生した糸状性バルキング汚泥に FISH 法を適用し、微生物の群集解析を行った。その結果、増殖した大部分の糸状性硫黄酸化細菌 type 021N の 1 つである *Thiothrix eikelboomii* であった。また、糸状性バルキング発生時の活性汚泥フロックには多くの硫酸塩還元細菌が存在していた。

以上のことから、糸状性バルキング発生時における糸状性細菌の増殖は、活性汚泥に対する、種汚泥、空気量の減少による嫌気ストレス、硫酸塩および有機物の負荷による影響が考えられた。

参考文献

- 1) Yamamoto-Ikemoto R., Komori T., Matsui S.: Filamentous bulking and hindrance of phosphate removal due to sulfate reduction in activated sludge. Wat. Sci. Tech., 23, 927-935., 1991
- 2) Yamamoto-Ikemoto, R., Matsui, S., Komori, T.: Ecological interactions among denitrification, poly-P accumulation, sulfate reduction, and filamentous sulfur bacteria in activated sludge. Water Sci. Tech., 30, 201-210., 1994
- 3) Yamamoto-Ikemoto, R., Matsui, S., Komori, T., Bosque-Hamilton, E. J.: Symbiosis and competition among sulfate reduction, filamentous sulfur, denitrification, and poly-P accumulation bacteria in the anaerobic-oxic activated sludge of a municipal plant., Wat. Sci. Tech., 34, 119-128., 1996
- 4) Yamamoto-Ikemoto, R., Matsui, S., Komori, T., Bosque-Hamilton, E. J.: Interactions between filamentous sulfur bacteria, sulfate reducing bacteria and poly-P accumulating bacteria in anaerobic-oxic activated sludge of a municipal plant., Wat. Sci. Tech., 37, 4-5., 1998a
- 5) Yanamoto-Ikemoto, R., Matui S., Komori T., Bosuqu-Hamilton E.J.: Control of filamentous bulking and interaction among sulfur oxidation-reduction and iron oxidation-reduction in activated sludge using an iron coagulant. Water. Science. Technology. Vol.38, 9-17., 1998b
- 6) 宮里直樹, 池本良子, 高松さおり: 活性汚泥の硫黄酸化還元活性と関連微生物の変動特性, 土木学会論文報告集 (VII), 第38巻 (804), pp.93-100, 2005
- 7) 松井三郎, 山本良子: 活性汚泥の圧密凝集性に及ぼす糸状性微生物の役割, 下水道協会誌, Vol. 21, No.236, pp.46-55, 1983.
- 8) 松井三郎, 山本良子: カラーテレビモニター用いた活性汚泥の糸状性細菌長, 糸状菌長およびフロック投影面積の特定, 下水道協会誌, Vol.20, No.224, pp. 1-8, 1983.
- 9) Mara, D.D. and Williams, D.J.A.: The evaluation of media used to enumerate sulfate reducing bacteria. J. Appl. Bacteriol., Vol. 33, pp. 543-552, 1970.
- 10) Amann R.I.: In situ identification of microorganisms by whole cell hybridization with rRNA-targeted nucleic acid probes. Molecular Microbial Ecology Manual. 3.3.6:1-15., 1995
- 11) Amann, R.I., Atromley, J., Devereux, R., Key, R. and Stahl, D.A.: Molecular and microscopic identification of sulfate-reducing bacteria in multipecies biofilms, Appl. Environ. Microbiol., Vol. 58, No. 2, pp. 614-623, 1992.
- 12) Kanagawa, T., Kamagata, Y., Aruga, T., Kohno, T., Matthias, H., Michael, W.: Phylogenetic analysis of and oligonucleotide probe development for eikelboom type021N filamentous bacteria isolated from bulking activated sludge. Applied and Environmental Microbiology. 66, 5043-5052., 2000
- 13) Aruga, S., Kamagata, Y., Kohno, T., Harada, S., Nakamura, K. and Kanagawa, T.: Characterization of filamentous Eikelboom type021N bacteria and description of *Thiothrix disciformis* sp. nov. and *Thiothrix flexilis* sp. nov., Int J Syst Evol Microbiol., Vol. 52, pp. 1309-1316, 2002.

Growth Factor of Filamentous Sulfur Oxidation Bacteria and Sulfate Reduction Bacteria in the Activated Sludge

Naoki MIYAZATO, Ryoko YAMAMOTO-IKEMOTO

Effects of inoculation, sulfate concentration, DO and anaerobic shock on filamentous bulking due to growth of type 021N were examined using the laboratory scale activated sludge reactors. Inoculation of filamentous bacteria and sulfate reducing bacteria did not affect the occurrence of bulking. The high sulfate concentration of the wastewater is one of the courses of filamentous bulking. However, when the sulfate concentration was low, filamentous bulking occurred. Low DO and anaerobic shock were important factors of filamentous bulking. The number and the activities of sulfate reducing bacteria in the bulking sludge was higher than those in the non-bulking sludge. And sulfate reducing bacteria coexist with sulfur oxidation bacteria. From the results by the FISH method, filamentous bacteria grew in the bulking sludge after anaerobic shock was Type 021N group II and sulfate reducing bacteria were observed in the bulking sludge.